

## تعیین ضرایب سنتیک تصفیه‌خانه فاضلاب شهری شیراز با استفاده از راکتور منقطع

مسعود نوشادی\*<sup>۱</sup> و علیرضا احدی<sup>۲</sup>

<sup>۱</sup> دانشیار بخش مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز  
<sup>۲</sup> دانشجوی دکتری علوم و مهندسی آب، شرکت آب و فاضلاب شیراز

(دریافت: ۹۵/۳/۲۹، پذیرش: ۹۵/۱۱/۹، نشر آنلاین: ۹۵/۱۱/۱۱)

### چکیده

در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری لجن فعال ضرایب سنتیک امکان مدل کردن فرآیند تصفیه و پیش‌بینی کیفیت پساب خروجی بر اساس داده‌های ورودی را امکان‌پذیر می‌نماید و در نتیجه امکان طراحی مدول‌های جدید، ارزیابی عملکرد در زمان بهره‌برداری و بهبود روش بهره‌برداری را میسر می‌سازد. بنابر این هدف از این پژوهش تعیین ضرایب سنتیک تصفیه‌خانه فاضلاب شهری شماره یک شیراز با فرآیند لجن فعال می‌باشد. به منظور تعیین ضرایب، روش منقطع با نمونه‌ای با حجم ۱۲/۵ لیتر از فاضلاب خروجی حوض ته‌نشینی اولیه برای هر دور راه‌اندازی راکتور پایلوت با حجم ۴۶/۲ لیتر مورد استفاده قرار گرفت. پس از تزریق فاضلاب و هوادهی در زمان‌های متفاوت و انجام واکنش، ۱۰/۵ لیتر پساب و ۲ لیتر لجن برای مدت ته‌نشینی ۰/۷ ساعت تولید گردید. آزمایشات غلظت اکسیژن‌خواهی شیمیائی فاضلاب ورودی و خروجی و جامدات فرار مایع مخلوط شده، حین هوادهی و پس از ته‌نشینی بر اساس استاندارد متد برای ۳۱ بار راه‌اندازی پایلوت در ۳۱ روز صورت پذیرفت. در این پژوهش ضریب فروپاشی درونی و ضریب بازدهی رشد به ترتیب معادل  $0.1264 \text{ d}^{-1}$  و  $0.6579 \text{ gvss/gCOD}$  و حداکثر نرخ ویژه مصرف ماده غذایی و ثابت نیمه اشباع ماده غذایی به ترتیب  $3.0525 \text{ gCOD/m}^3$  و  $3.3467$  تعیین گردید.

**کلیدواژه‌ها:** ضرایب سنتیک، راکتور منقطع، تصفیه‌خانه فاضلاب شیراز، فرآیند لجن فعال.

### ۱- مقدمه

تجزیه و زیست‌توده در راکتور تولید می‌شوند تعیین شود. با توجه به وابستگی اندازه راکتور مورد نیاز و کیفیت پساب خروجی به اطلاعات مذکور این نرخ‌ها دارای اهمیت می‌باشند. مدل ریاضی تشریح نرخ تجزیه مواد آلی و تولید زیست توده در راکتور منقطع به وسیله مدل سنتیک مونا ارائه می‌شود. این مدل شامل چهار پارامتر مورد نیاز است که جهت طراحی مناسب واحد تصفیه بیولوژیک فاضلاب و شبیه‌سازی فرآیند در فاز بهره‌برداری باید تخمین زده شود (Eddy و Metcalf, ۲۰۰۳).

Tellez و همکاران (۲۰۰۳) ضرایب سنتیک سیستم لجن فعال در مقیاس واقعی برای حذف هیدروکربن‌های نفت خام از آب در میادین نفتی را ارزیابی کردند و مقادیر  $0.27 \text{ d}^{-1}$  و  $2.00$ ،  $0.44$ ،  $0.1$ ،  $0.69 \text{ (mg/MLSS)/mgTNA}$  را به ترتیب برای  $Y$ ،  $k_d$ ،  $k$  و  $\mu_m$  به دست آوردند. Al-Malack (۲۰۰۶) ضرایب بیوسنتیک یک بیوراکتور غشایی مستغرق شده را برای تصفیه فاضلاب شهری تعیین نمود، ضرایب بیوسنتیک تحت غلظت‌های MLSS و نرخ‌های بارگذاری مواد آلی متفاوت

آلودگی آب یکی از جدی‌ترین مشکلات زیست‌محیطی ناشی از تخلیه مواد مغذی در آب‌های پذیرنده است (Garcia و همکاران، ۲۰۰۹). در حال حاضر متداول‌ترین روش تصفیه در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، روش بیولوژیک است (Li و Lerapetritou, ۲۰۰۸). در این روش فرآیندهای مبتنی بر فناوری لجن فعال، راه حل بسیار مناسبی جهت حذف آلودگی فاضلاب را ارائه می‌دهند. تمام فرآیندهای بیولوژیک حاضر در یک تصفیه‌خانه فاضلاب در یک حجم تعریف شده به نام راکتور رخ می‌دهند. در راکتور تغییرات مهمی در ترکیب و غلظت ترکیبات آلی به وجود می‌آید. به منظور تعریف کامل یک سیستم راکتور و طراحی آن یا کنترل کارکرد صحیح آن حین بهره‌برداری، لازم است نرخ تغییرات و غلظت مواد غذایی قابل تجزیه زیستی مشخص گردد. برای طراحی هرگونه فرآیند بیولوژیک برای یک تأسیسات تصفیه‌خانه فاضلاب لازم است نرخ‌ها که در آن ترکیبات مختلف (مانند ترکیبات آلی) فاضلاب

\* نویسنده مسئول؛ شماره تماس: ۰۷۱۳-۲۲۸۶۱۳۰

آدرس ایمیل: noshadi@shirazu.ac.ir (م. نوشادی)، ahadi.ali.r@gmail.com (ع. احدی).

۰/۴۹، ۰/۱۵۱-۰/۰۳۷، ۱/۲۸-۶/۴۶ و ۲۸۹-۲۹۳۳ قرار داشتند.

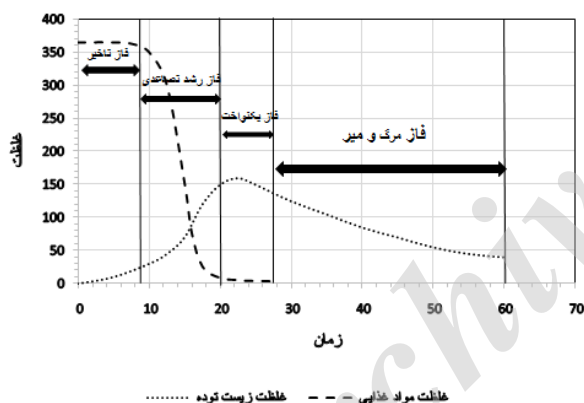
تکدستان و همکاران (۱۳۹۵) تعیین ضرایب بیوسنتیک فرآیند بیولوژیکی واحد لجن فعال با هوادهی ممتد در شرایط آب و هوایی گرم در تصفیه‌خانه بیمارستانی را مورد مطالعه قرار دادند، آن‌ها مقادیر  $k, Y, Ks, kd$  و  $\mu_m$  را با استفاده از معادلات اصلاح شده موند تعیین نمود، نتایج مقادیر ضرایب  $Y, kd, Ks$  و  $\mu_m$  را به ترتیب ۰/۶۷ mgVSS/mgCOD، ۰/۵ d-1، ۶۵/۵ mg/L و ۱/۸۶ d-1 نشان داد.

تجزیه نفت خام با استفاده از باکتری سودوموناس آئروژنوزا را بر پایه معادله موند اصلاح شده محاسبه و  $k, Y, kd$  و  $Ks$  را به ترتیب ۰/۱۰۷ d-1، ۰/۱۸۲ mg/L، ۹/۳۹ d-1 و ۱۶۹/۳ mg/L تعیین کرد.

## ۲- مواد و روش‌ها

### ۱-۲- معادلات مورد استفاده

رشد زیست‌توده<sup>۴</sup> تحت شرایط هوازی<sup>۵</sup> در راکتور به چهار مرحله طبق شکل (۱) تقسیم می‌شود:



شکل ۱- تغییرات غلظت مواد غذایی و زیست‌توده نسبت به زمان در مراحل مختلف در فرآیند منقطع (Eddy و Metcalf, ۲۰۰۳)

معادلات حاکم بر مراحل رشد تصاعدی و فروپاشی درونی و ضریب بازدهی رشد به صورت زیر می‌باشد:

### ۱-۱-۲- نرخ رشد ناخالص زیست‌توده

نرخ رشد زیست‌توده در خلال فاز دوم (رشد تصاعدی) می‌تواند بر اساس معادله زیر تشریح گردد:

$$r_g = \left(\frac{dx}{dt}\right)_g = \mu X \quad (1)$$

که در این رابطه:

برای پارامترهای  $Y, kd, k, Ks$  به ترتیب در دامنه‌های ۰/۵۸-۰/۴۹، ۰/۱۵۱-۰/۰۳۷، ۱/۲۸-۶/۴۶ و ۲۸۹-۲۹۳۳ قرار داشتند.

Naghizadeh و همکاران (۲۰۰۸) پارامترهای بیوسنتیک را در تصفیه فاضلاب شهری با یک راکتور غشایی مستغرق شده به وسیله معادله موند تعیین نمود، نتایج مقادیر ضرایب  $Y, kd, Ks$  و  $\mu_m$  را به ترتیب ۰/۶۷ mgVSS/mgCOD، ۰/۵ d-1، ۶۵/۵ mg/L و ۱/۸۶ d-1 نشان داد.

Talaie-Khozani و همکاران (۲۰۱۰) پارامترهای سنتیک تجزیه نفت خام با استفاده از باکتری سودوموناس آئروژنوزا را بر پایه معادله موند اصلاح شده محاسبه و  $k, Y, kd$  و  $Ks$  را به ترتیب ۰/۱۰۷ d-1، ۰/۱۸۲ mg/L، ۹/۳۹ d-1 و ۱۶۹/۳ mg/L تعیین کرد.

Mardani و همکاران (۲۰۱۱) ضرایب سنتیک تصفیه خانه فاضلاب شهری جنوب اصفهان با فرآیند لجن فعال را در حالات مختلف تصفیه شامل فعال متعارف<sup>۱</sup>، هوادهی ممتد<sup>۲</sup> و تثبیت تماسی<sup>۳</sup> در مقیاس پایلوت مورد مطالعه قرار دادند، نتایج آن‌ها نشان داد که ضرایب  $Y$  (mgVSS/mgCOD)،  $kd$  (d-1) و  $\mu_m$  (d-1) و  $Ks$  (mgCOD/L) برای فعال متعارف به ترتیب در محدوده‌های ۰/۴۸-۰/۸۰، ۰/۱۸۹-۰/۰۲۶، ۰/۹۵-۰/۹۸ و ۵۲-۷۱، برای حالت هوادهی ممتد به ترتیب ۰/۶۱۷۴-۱/۲۵۱۲، ۰/۰۳۰۹-۰/۰۱۹۸، ۱/۹۶-۳/۱۷ و ۳۱۱/۷-۵۰۸ و برای حالت تثبیت تماسی به ترتیب ۰/۶۳۲۲-۰/۷۱۳، ۰/۰۳۸۷-۰/۰۱۷۲، ۰/۰۴۲-۰/۰۲۳ و ۱۳/۸-۵۰/۸ می‌باشد.

Taheri و همکاران (۲۰۱۲) ضرایب بیوسنتیک را در تصفیه فاضلاب شور با یک راکتور منقطع متوالی با تأکید بر تشکیل گرانول هوازی مطالعه کردند و پارامترهای  $Y, kd, Ks$  و  $k$  را در یک فاضلاب شور (10 grNaCl/L) به ترتیب ۱۹۵ mgCOD/L، ۰/۲۵ gVSS/gVSSd و ۲/۲۹ gCOD/gVSSd و ۰/۴۵ mgVSS/mgCOD تعیین کردند.

پیرصاحب و همکاران (۱۳۹۲) در مدل‌سازی فرآیند واحدهای بیولوژیکی فاضلاب‌های بیمارستانی به روش لجن فعال (مطالعه موردی: بیمارستان قدس سنجند) ضرایب سنتیک  $Y, kd, k, Ks$  و  $\mu_m$  را به ترتیب ۲/۳۹۶۰/۱۴، ۳۶/۷۴۵/۹۷، ۰/۱۸۸۶۰/۰۲۸ و ۰/۴۶۰/۰۱ و ۰/۳۹۶۰/۰۱۷ به دست آوردند.

عظیمی و طاهریون (۱۳۹۲) عملکرد فرآیند لجن فعال تلفیقی با بستر ثابت در تصفیه فاضلاب صنایع غذایی (مطالعه موردی: تصفیه خانه شهرک آمل) را مورد بررسی قرار دادند در این تحقیق ضرایب سنتیک  $Y, kd, k$  و  $Ks$  به ترتیب mg/mg

4. Biomass  
5. Aerobic

1. Conventional Activated  
2. Extended Aeration  
3. Contact Stabilization

علت مصرف و نرخ رشد ناخالص زیست‌توده به صورت زیر می‌باشد (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

$$r_g = Y \cdot r_{su} \quad (۴)$$

که در این رابطه:

$Y$ : ضریب بازدهی رشد<sup>۱۲</sup>،  $\text{mass}/\text{mass}$

$r_{su}$ : نرخ تغییر غلظت مواد غذایی به علت مصرف<sup>۱۳</sup>،  $\text{mass}/\text{volume} \cdot \text{time}$

ضریب بازدهی رشد یا عملکرد مربوط به مراحل رشد زیست‌توده می‌باشد و به صورت نسبی از جرم سلول تولید شده (شکل گرفته) به جرم مواد غذایی مصرف شده تعریف می‌شود (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

با قراردادن معادله (۳) در (۴) خواهیم داشت:

$$r_{su} = \frac{\mu m SX}{Y(K_S + S)} \quad (۵)$$

اگر  $k = \frac{\mu m}{Y}$  باشد خواهیم داشت:

$$r_{su} = \frac{k SX}{K_S + S} \quad (۶)$$

که در این رابطه:

$k$ : حداکثر نرخ ویژه مصرف مواد غذایی بر واحد زیست‌توده<sup>۱۴</sup>،  $\frac{1}{\text{time}}$

### ۲-۱-۳- فروپاشی درونی

در سیستم باکتریایی مورد استفاده جهت تصفیه‌خانه فاضلاب، توزیع سنی باکتری همواره به گونه‌ای است که تمام سلول‌ها در سیستم در فاز یکسانی قرار ندارند. زیست‌توده‌هایی که در فاز فروپاشی هستند به طور معمول سلول‌های جدید تولید نمی‌کنند. بنابر این غالب شدن کاهش بر نرخ رشد را فروپاشی درونی می‌نامند.

نرخ فروپاشی درونی با غلظت زیست‌توده‌های سیستم متناسب است و بر اساس رابطه زیر به دست می‌آید (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

$$r_d = -k_d X \quad (۷)$$

که در این رابطه:

$k_d$ : ضریب فروپاشی درونی<sup>۱۵</sup>،  $\frac{1}{\text{time}}$

$r_d$ : نرخ فروپاشی درونی<sup>۱۶</sup>،  $\text{mass}/\text{volume} \cdot \text{time}$

$r_g$ : نرخ رشد ناخالص زیست‌توده<sup>۱۷</sup>،  $\text{mass}/\text{volume} \cdot \text{time}$

$X$ : غلظت زیست‌توده<sup>۱۸</sup>،  $\text{mass}/\text{volume}$

$t$ : زمان،  $\text{time}$

$\mu$ : نرخ رشد ویژه زیست‌توده<sup>۱۹</sup>،  $\frac{1}{\text{time}}$

در این حالت وقتی که مواد غذایی محلول قابل تجزیه زیستی، رشد را محدود می‌نمایند نرخ رشد زیست‌توده می‌تواند با استفاده از معادله سنتتیک مونا د تشریح گردد (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

$$\mu = \frac{\mu_m \cdot S}{K_S + S} \quad (۲)$$

که در این رابطه:

$\mu_m$ : حداکثر نرخ رشد ویژه باکتری‌ها<sup>۲۰</sup>،  $\frac{1}{\text{time}}$

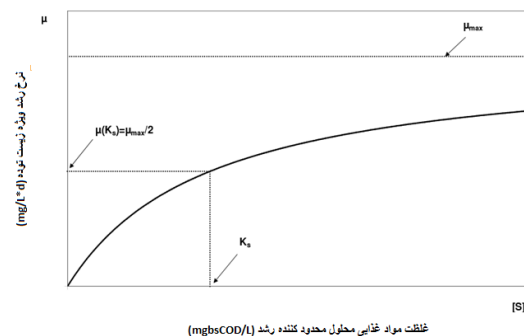
$S$ : غلظت مواد غذایی محلول محدود کننده رشد<sup>۲۱</sup>،  $\text{mass}/\text{volume}$

$K_S$ : ثابت نیمه اشباع مواد غذایی<sup>۲۲</sup>،  $\text{mass}/\text{volume}$

رابطه بین نرخ رشد ویژه زیست‌توده و غلظت مواد غذایی محلول محدود کننده رشد در شکل (۲) نشان داده شده است.

با قرار دادن معادله (۲) در (۱) خواهیم داشت:

$$r_g = \frac{\mu m SX}{K_S + S} \quad (۳)$$



شکل ۲- رابطه بین نرخ رشد ویژه زیست‌توده و غلظت مواد غذایی محلول محدود کننده رشد (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳)

### ۲-۱-۲- ضریب بازدهی رشد

در سیستم کشت هوازی، بخشی از بستر (مواد غذایی) به سلول جدید تبدیل شده و بخش دیگر به محصولات نهائی اکسید می‌شوند. مقدار سلول‌های جدید تولید شده تابعی از مواد غذایی حذف شده می‌باشند. رابطه بین نرخ تغییر غلظت مواد غذایی به

12. Yield Coefficient
13. Rate Of Substrate Concentration Change Due To Utilization
14. Maximum Specific Substrate Utilization Rate
15. Endogenous Decay Coefficient
16. Endogenous Decay Rate

6. Gross Biomass Production Rate
7. Biomass Concentration
8. Specific Biomass Growth Rate
9. Maximum Specific Bacterial Growth Rate
10. Growth Limiting Substrate Concentration In Solution
11. Half Velocity Constant

غذائی خروجی و غلظت زیست‌توده در تانک هوادهی باید اندازه‌گیری شود. کاربرد بیلان مواد غذایی در سیستم و فرض حالت یکنواخت منجر به بدست آمدن معادله ذیل خواهد شد (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

$$QS_o - QS_e - Vr_{su} = 0 \quad (10)$$

که در این رابطه:

$Q$ : دبی ورودی<sup>۱۸</sup>، Volume/time  
 $S_o$ : غلظت مواد غذایی محلول ورودی<sup>۱۹</sup>، mass/volume  
 $S_e$ : غلظت مواد غذایی خروجی<sup>۲۰</sup>، mass/volume  
 $V$ : حجم راکتور، Volume

با به دست آوردن مقدار  $r_{su}$  خواهیم داشت:

$$r_{su} = \frac{Q(S_o - S_e)}{V} \quad (11)$$

با در نظر گرفتن  $S_r = -S_e S_o$  و  $SRT = \frac{V}{Q}$  (زمان ماند مواد جامد<sup>۲۱</sup>) معادله (۱۱) به صورت ذیل حاصل می‌گردد:

$$r_{su} = \frac{S_r}{SRT} \quad (12)$$

از ترکیب معادلات (۶) و (۱۲) خواهیم داشت:

$$\frac{S_r}{SRT} = \frac{kSX}{K_s + S} \quad (13)$$

$$\frac{SRT X}{S_r} = \left(\frac{K_s}{k}\right) \frac{1}{S} + \frac{1}{k} \quad (14)$$

$$\frac{1}{U} = \left(\frac{K_s}{k}\right) \frac{1}{S} + \frac{1}{k} \quad (15)$$

که در این رابطه:

$U$ : نرخ مصرف ویژه مواد غذایی<sup>۲۲</sup>،  $\frac{1}{\text{time}}$

به وسیله ترسیم مقدار عکس نرخ مصرف ویژه مواد غذایی در برابر عکس غلظت مواد غذایی محلول محدود کننده رشد، یک خط مستقیم با شیب نسبت ثابت نیمه اشباع مواد غذایی به حداکثر نرخ مصرف ویژه ماده غذایی و عرض از مبدا عکس حداکثر نرخ مصرف ویژه ماده غذایی به دست می‌آید.

به علاوه با نوشتن بیلان جرمی جریان یکنواخت بر روی سیستم، با فرض ناچیز بودن زیست‌توده در جریان ورودی خواهیم داشت.

$$-QX + r'_g V = 0 \quad (16)$$

$$\frac{Q}{V} X = r'_g \quad (17)$$

$r'_g$ : نرخ خالص رشد زیست‌توده<sup>۱۷</sup>، mass/volume . time  
 که به صورت ذیل تعریف می‌گردد:

$$r'_g = r_g + r_d \quad (8)$$

با جایگزینی معادلات (۳) و (۷) در (۸) خواهیم داشت:

$$r'_g = \frac{\mu_m SX}{(K_s + S)} - k_d X \quad (9)$$

دامنه مقادیر رایج ضرائب حداکثر نرخ ویژه مصرف ماده غذایی، ثابت نیمه اشباع ماده غذایی، ضریب بازدهی رشد و ضریب فروپاشی درونی در جدول (۱) جهت فاضلاب شهری ارائه شده است (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

جدول ۱- ضرائب سنتیک در 20°C

مقدار معمول	دامنه	واحد	ضریب
۵	۱۰-۲	d <sup>-1</sup>	حداکثر نرخ ویژه مصرف ماده غذایی
۶۰	۱۰۰-۲۵	mgCOD/L	ثابت نیمه اشباع ماده غذایی
۰/۶	۰/۸-۰/۴	mgMLVSS/mgCOD	ضریب بازدهی رشد
	۰/۱۵-۰/۰۶	d <sup>-1</sup>	ضریب فروپاشی درونی

#### ۲-۱-۴- تخمین پارامترهای سنتیک

خصوصیات عمومی فاضلاب خانگی یا شهری به خوبی مشخص شده است. با این وجود برای هر مورد برآورد پارامترها (ضرائب سنتیک) به شدت جهت طراحی و بهره‌برداری تصفیه‌خانه فاضلاب توصیه می‌شود. مقادیر پارامترهای مورد نیاز عبارتند از حداکثر نرخ ویژه مصرف ماده غذایی، ثابت نیمه اشباع ماده غذایی، ضریب بازدهی رشد و ضریب فروپاشی درونی که باید تعیین گردند.

#### ۲-۱-۵- سیستم جریان پیوسته

به منظور تخمین پارامترها، به طور معمول روش راکتور جریان پیوسته با یک دامنه‌ی گسترده از زمان‌های ماند و غلظت ورودی، مورد استفاده قرار می‌گیرد. پنج دامنه مختلف از زمان‌های ماند از یک تا ده روز توسط Eddy و Metcalf (۱۹۷۹) و Benfield و Randal (۱۹۸۰) پیشنهاد شده است.

زمانی که رژیم جریان یکنواخت گردید برای یک زمان ماند ویژه، دبی ورودی، غلظت مواد غذایی محلول ورودی، غلظت مواد

18. Influent Flow Rate  
 19. Influent Soluble Substrate Concentration  
 20. Effluent Soluble Substrate Concentration  
 21. Solids Retention Time  
 22. Specific Substrate Utilization Rate

17. Net Biomass Growth Rate

با ترکیب معادلات (۹) و (۱۷) خواهیم داشت:

$$\frac{1}{SRT} X = \left( \frac{\mu_m S}{K_s + S} - k_d \right) X \quad (18)$$

$$\frac{1}{SRT} = \frac{\mu_m S}{K_s + S} - k_d \quad (19)$$

با استفاده از معادله (۱۳) و مقدار  $k = \frac{\mu_m}{Y}$  خواهیم داشت:

$$\frac{1}{SRT} = Y \frac{S_r}{SRT X} - k_d \quad (20)$$

$$\frac{1}{SRT} = YU - k_d \quad (21)$$

بنابر این با ترسیم مقدار عکس زمان ماند مواد جامد در مقابل نرخ مصرف ویژه مواد غذایی، مقادیر ضریب بازدهی رشد و ضریب فروپاشی درونی به دست می‌آید.

استفاده از آزمایشات جریان پیوسته برای تخمین پارامترها شامل صرف زمان قابل توجهی می‌باشد زیرا پس از شروع آزمایش برای رسیدن سیستم به حالت یکنواخت حدود ۲ تا ۳ هفته زمان نیاز است. از طرف دیگر اگر زمان‌های ماند متفاوت جهت پردازش داده‌ها مورد نیاز باشد، دو تا سه ماه زمان جهت تکمیل آزمایشات ضروری است و یا باید چندین راکتور موازی همراه با نیروهای مجرب و تجهیزات، راه‌اندازی شود. راکتور منقطع<sup>۲۳</sup> یک سیستم بسته است که با غلظت خاصی از زیست‌توده سازگار شده و در حضور مواد غذایی، تحت شرایط محیطی مناسب (درجه اسیدیته<sup>۲۴</sup>، اکسیژن، دما و ...) اجازه رشد می‌یابد و واکنش معمولاً پیشرفت می‌یابد تا این که مواد غذایی قابل تجزیه زیستی تقریباً به طور کامل توسط زیست‌توده تمام شود. در طی فرآیند، غلظت‌های مواد غذایی و زیست‌توده در زمان‌های مختلف اندازه‌گیری می‌شوند. به طور کلی آزمایش نمی‌تواند به دلیل در دسترس بودن زیست‌توده سازگار شده بیش از ۲۴ ساعت طول بکشد. اگر زیست‌توده سازگار شده در دسترس نباشد، برای به دست آوردن آن از یک راکتور منقطع یا جریان پیوسته دیگر استفاده می‌شود. در راکتورهای منقطع به جای این که جریان دائمی باشد و فاضلاب مراحل مختلف تصفیه را از راکتوری به راکتور دیگر طی کند، تمامی مراحل تصفیه در یک راکتور ولی در زمان‌های مختلف اتفاق می‌افتد. یک تفاوت عمده بین آزمایشات منقطع و جریان پیوسته این است که راکتورهای منقطع جایگزین مناسبی برای تخمین ضرایب سنتتیک در فواصل (دوره‌های) زمانی کوتاه می‌باشد. روش‌های کمی وجود دارند که در تخمین پارامترهای سنتتیک موند با استفاده از آزمایشات راکتور منقطع قابل توسعه می‌باشند. اغلب آنها متدهای عددی را به کار می‌برند در حالی که امکان استفاده

از اندازه‌گیری‌های خطی، گرافیک و آنالیز شیمیایی یا تنفسی نیز وجود دارد (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

## ۲-۲- ساخت پایلوت به منظور تعیین ضرایب سنتتیک فاضلاب

هدف تهیه مدل مناسب برای تصفیه فاضلاب به روش لجن فعال می‌باشد تا بتوان کیفیت فاضلاب مورد انتظار را با نتایج آزمایشگاهی مقایسه نموده و عملکرد تصفیه‌خانه را مورد بررسی قرار داد. مدل تصفیه فاضلاب به روش لجن فعال بر مبنای واقعیت و با استفاده از ضرایب سنتتیک تعیین شده است. مزیت تعیین ضرایب سنتتیک توسط مدل در این است که یک مدل می‌تواند برای متناسب شدن با داده‌ها، تنظیم شده و سپس برای تجزیه و تحلیل گزینه‌ها جهت بهبود فرایند استفاده گردد. در این تحقیق به منظور تعیین ضرایب سنتتیک از یک راکتور موازی تصفیه فاضلاب که به صورت منقطع پر و خالی می‌گردد، استفاده شده است.

## ۲-۳- مشخصات پایلوت طرح

در این تحقیق از راکتوری به حجم کل ۶۱/۶ لیتر با ابعاد ۳۹/۵ × ۳۹/۵ × ۳۹/۵ سانتی‌متر و حجم مفید ۴۶/۲ لیتر (۳/۶) سانتی‌متر ارتفاع آزاد) جهت انجام واکنش طی فرایند هوادهی و ته‌نشینی استفاده شده است. در هر بار انجام آزمایش، ۱۲/۵ لیتر فاضلاب وارد راکتور شده و پس از مدت زمان مشخص هوادهی، که بر اساس حداکثر میزان ته‌نشینی لجن محاسبه شده است، به استناد آزمایشات با استفاده از قیف ایمنه‌اف<sup>۲۵</sup> و با توجه به ویژگی لجن تولید شده، پس از ۰/۷ ساعت فاز مایع کاملاً شفاف بوده و حداکثر ته‌نشینی صورت پذیرفته است، بنابر این در پایلوت به مدت ۰/۷ ساعت برای ته‌نشینی کامل فرصت داده شده است. حجم لجن که در هر بار اجرای پایلوت از آن خارج می‌گردید معادل ۲ لیتر بود. مشخصات پایلوت مورد استفاده در این تحقیق در جدول (۲) و نمایی از پایلوت طرح در شکل (۳) آورده شده است.

جدول ۲- مشخصات پایلوت طرح

پارامتر	واحد	مقدار
حجم راکتور	L	۴۶/۲
حجم فاضلاب ورودی به پایلوت در هر دوره	L	۱۲/۵
حجم فاضلاب خروجی از پایلوت در هر دوره	L	۱۰/۵
حجم لجن خروجی از پایلوت در هر دوره	L	۲
مدت زمان هوادهی	H	متغیر
مدت زمان ته‌نشینی	H	۰/۷

۲-۵- روش انجام کار

به منظور تزریق فاضلاب با کیفیت‌های مختلف، برداشت نمونه از فاضلاب خروجی حوض ته‌نشینی اولیه در ساعت‌های مختلف روز انجام می‌گرفت که مراحل کلی کار به شرح ذیل می‌باشد:

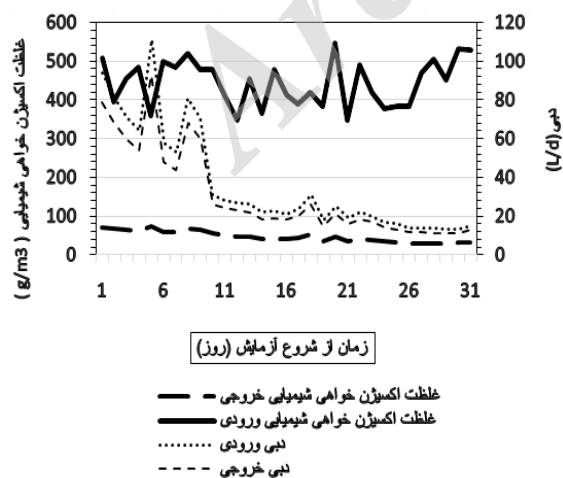
- الف) تزریق فاضلاب در زمان صفر
- ب) هوادهی با مدت زمان متفاوت
- ج) ته‌نشینی به مدت ۰/۷ ساعت

د) برداشت پساب از راکتور پس از ته‌نشینی لجن

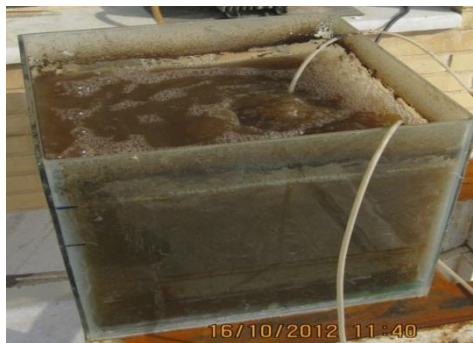
مراحل فوق، همگی در یک راکتور و در زمان‌های مختلف به صورت منقطع با کنترل دما و pH در محدوده مناسب هتروتروف<sup>۳۱</sup> برای تصفیه بیولوژیک انجام شد.

۳- نتایج و بحث

مقادیر MLVSS پایلوت در حین هوادهی در محدوده ۳۷۹۸-۱۰۱۳ با متوسط ۱۶۲۴ میلی‌گرم در لیتر بود، همچنین COD ورودی و خروجی به ترتیب در بازه‌های ۵۴۶-۳۵۰ با متوسط ۴۴۵ و ۲۸-۷۴ با متوسط ۴۷ میلی‌گرم در لیتر قرار داشت. از این‌رو، حداقل و حداکثر درصد حذف کربن ۷۹ و ۹۴ با مقدار میانگین ۸۹ درصد می‌باشد که با عنایت به این‌که COD خروجی کمتر از ۶۰ میلی‌گرم بر لیتر است، پساب تولیدی در محدوده استاندارد آب‌های پذیرنده و چاه‌های جذبی قرار دارد. در برخی از نتایج اندازه‌گیری‌های انجام شده شامل دی‌بی و اکسیژن‌خواهی شیمیایی فاضلاب ورودی و خروجی، جامدات فرار مخلوط شده در مراحل ته‌نشینی و هوادهی و زمان ماند و نرخ مصرف ویژه مواد غذایی به ترتیب در شکل‌های (۱)، (۲) و (۳) نشان داده شده است.



شکل ۱- تغییرات غلظت و دی‌بی فاضلاب ورودی و خروجی پایلوت نسبت به زمان



شکل ۳- پایلوت طرح جهت تعیین ضرایب سنتیک

راکتور از جنس شیشه به ضخامت ۸ میلی‌متر ساخته شد و از دستگاه دمنده هوا با توان ۷۰ وات و با ظرفیت خروجی ۹۰ لیتر هوا در دقیقه استفاده گردید. در ضمن از دو تکه سنگ آکواریم مستطیلی به عنوان دیفیوزر جهت تزریق هوای دمنده در کف راکتور استفاده شد. پایش شرایط هوازی (اکسیژن محلول بیشتر از ۲ میلی‌گرم در لیتر) با سنسج اکسیژن محلول<sup>۲۶</sup> به کمک دستگاه "دی-او-متر" مدل هج<sup>۲۷</sup> صورت پذیرفت.

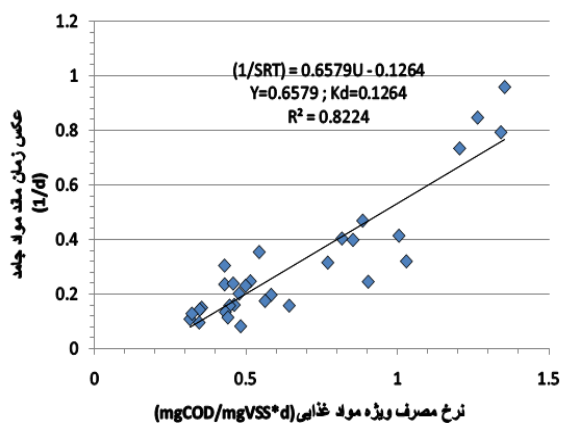
۲-۴- آزمایشات

آزمایشات مورد نیاز در این تحقیق شامل اکسیژن‌خواهی شیمیایی<sup>۲۸</sup>، اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی<sup>۲۹</sup>، مواد جامد معلق کل<sup>۳۰</sup>، دما، درجه اسیدیته و اکسیژن محلول بر اساس دستورالعمل استاندارد آزمایشات آب و فاضلاب ویرایش ۲۱ انجام شد (Clesceri و همکاران، ۲۰۰۵). تواتر نمونه‌گیری جهت اندازه‌گیری‌ها، از حوض ته‌نشینی اولیه برای انجام آزمایش‌های پایلوت به صورت روزانه در طی یک ماه صورت پذیرفت.

با عنایت به این‌که اندازه‌گیری اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی پنج روزه، پنج روز به طول می‌انجامد و جهت هدایت و راهبری تصفیه‌خانه با توجه به زمان ماند ۹ ساعت، استفاده از نتایج، کاربرد چندانی ندارد. بنابر این به جای آن از آزمایش اکسیژن‌خواهی شیمیایی استفاده شد که مدت انجام آن حدود ۲ ساعت بود. لازم به ذکر است که اکسیژن‌خواهی شیمیایی به صورت روزانه اندازه‌گیری شد و جهت تعیین وضعیت لجن با توجه به ساختار بیولوژیک آن هفته‌ای دو بار آزمایش اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی پنج روزه صورت گرفت.

26. Dissolved Oxygen (DO)  
 27. HACH  
 28. Chemical Oxygen Demand (COD)  
 29. Bio- Chemical Oxygen Demand (BOD)  
 30. Total Suspended Solid (TSS)

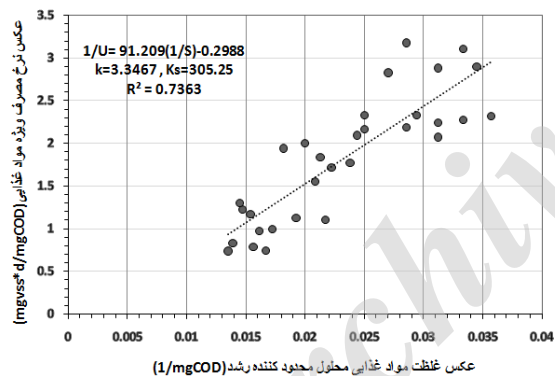
31. Heterotrophy



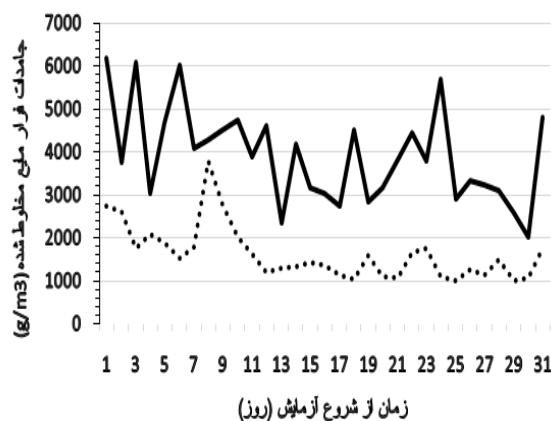
شکل ۴- تغییرات عکس زمان ماند مواد جامد نسبت به نرخ مصرف ویژه مواد غذایی

۳-۲- تعیین ضرایب حداکثر سرعت ویژه ماده غذایی و ثابت اشباع ماده غذایی

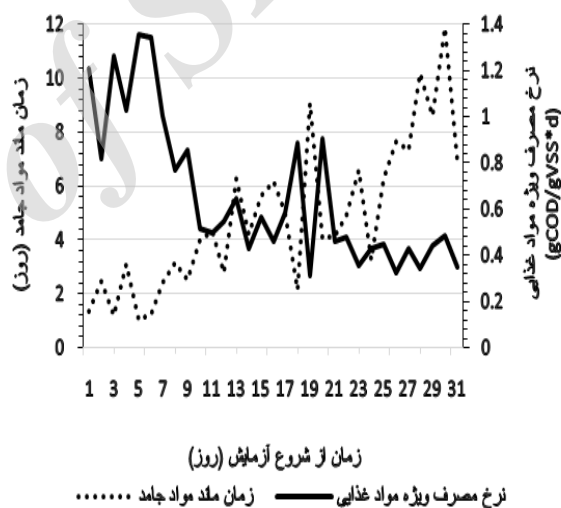
با توجه به معادله (۱۵)، تغییرات عکس نرخ مصرف ویژه مواد غذایی در مقابل عکس غلظت مواد غذایی محلول محدودکننده رشد ترسیم شد (شکل ۵)



شکل ۴) و خطی بین داده‌های مذکور برازش گردید. با استفاده از عرض از مبدأ می‌توان مقدار حداکثر نرخ ویژه مصرف مواد غذایی را محاسبه نمود. با استفاده از شیب خط و حداکثر نرخ ویژه مصرف مواد غذایی، مقدار ثابت نیمه اشباع مواد غذایی تعیین خواهد شد. مقادیر حداکثر نرخ ویژه مصرف مواد غذایی و مقدار ثابت نیمه اشباع ماده غذایی به ترتیب  $3.3467 \text{ gCOD/gVSS}\cdot\text{d}$  و  $305.25 \text{ gCOD/m}^3$  محاسبه گردید.



شکل ۱- تغییرات غلظت جامدات فرار مایع مخلوط شده در مراحل هوادهی و ته نشینی نسبت به زمان

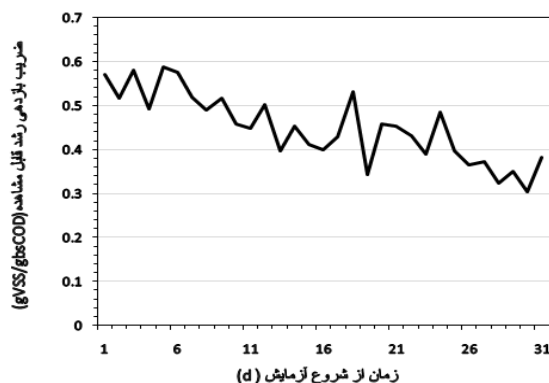


شکل ۲- تغییرات زمان ماند مواد جامد و نرخ مصرف ویژه مواد غذایی نسبت به زمان

۳-۱- تعیین ضرایب فروپاشی درونی و بازدهی رشد

با توجه به معادله (۲۱)، تغییرات عکس زمان ماند مواد جامد نسبت به نرخ مصرف ویژه مواد غذایی ترسیم شد. شیب نمودار مقدار ضریب بازدهی رشد  $(0.6579 \text{ gVSS/gCOD})$  و عرض از مبدأ ضریب فروپاشی درونی  $(0.1264 \text{ d}^{-1})$  است. مقایسه نتایج به دست آمده با نتایج دیگر تحقیقات در جدول (۳) آمده است.

فاضلاب انجام شده است مقایسه گردید که نتایج آن در جدول (۳) آورده شده است.

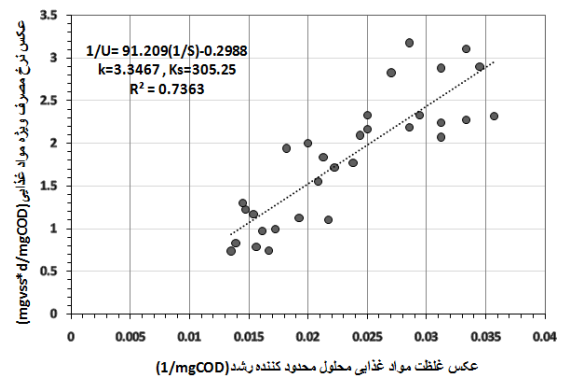


شکل ۶- مقادیر ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده نسبت به زمان

نتایج این تحقیق هم‌خوانی خوبی با بسیاری از دیگر تحقیقات دارد. محدوده‌های هم‌خوان با این تحقیق با تغییر رنگ متمایز شده است. در جدول (۳) حداکثر نرخ رشد ویژه توده بیولوژیک بر حسب  $d^{-1}$  نیز آورده شده است. طبق جدول (۳) ضرایب سنتیک به دست آمده از پایلوت در برخی موارد با آزمایشاتی که توسط سایر محققان انجام شده است متفاوت می‌باشد. چنانچه مشخصات فاضلاب و شرایط بهره‌برداری یکسان باشد، ضرایب سنتیک مشابهی حاصل خواهد شد، به عنوان مثال دو تصفیه‌خانه که با ظرفیت مشابه، فاضلاب شهری با شرایط همسان را به روش لجن فعال تصفیه می‌نمایند چنانچه نسبت برگشت لجن مشابه داشته باشند یا به عبارت دیگر غلظت جامدات فرار مایع مخلوط شده در حوض هوادهی هر دو نزدیک به هم باشد، نسبت غذا به میکروارگانیسم نیز در هر دو مشابه خواهد بود و در نتیجه ضرایب سنتیک یکسانی دارند. البته لازم به ذکر است که باید اکسیژن محلول کافی موجود باشد تا از ایجاد شرایط بی‌هوایی و به هم خوردن تعادل هوایی جلوگیری به عمل آید. به طور کلی نتایج این تحقیق با تعداد دیگری از تحقیقات مانند تحقیق مردانی در تصفیه خانه جنوب اصفهان (۲۰۱۱) یا تحقیق ال ملک (۲۰۰۶) و همچنین سایر تحقیقاتی که در جدول (۳) مشخص شده‌اند، انطباق نسبتاً مناسبی دارد ولی با برخی تحقیقات صورت گرفته نیز هم‌خوانی مناسبی ندارد که دلایل اختلاف ضرایب سنتیک به دست آمده از پایلوت با برخی از دیگر تحقیقات انجام شده را می‌توان به صورت ذیل عنوان نمود:

الف) تغییر مشخصات کیفی فاضلاب

ب) تغییر نسبت اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی یا اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول به غیر محلول



شکل ۵- تغییرات عکس نرخ مصرف ویژه مواد غذایی نسبت به عکس غلظت مواد غذایی محلول محدود کننده رشد

### ۳-۳- تعیین مقدار ضریب بازدهی قابل مشاهده<sup>۳۲</sup>

با استفاده از مقادیر به دست آمده در مراحل قبل برای مقدار ضریب بازدهی رشد، ضریب فروپاشی درونی، ثابت نیمه اشباع مواد غذایی و حداکثر نرخ مصرف ویژه مواد غذایی می‌توان براساس فرمول زیر مقدار ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده را نیز محاسبه کرد.

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1+k_d*SRT} + \frac{f_d*k_d*Y*SRT}{1+k_d*SRT} \quad (22)$$

$f_d$ : کسری از زیست توده که به صورت سلول تخریب شده، باقی می‌ماند<sup>۳۳</sup> و میانگین آن معادل ۰/۱۲۵ محاسبه شده است.

در معادله فوق ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده بر حسب  $gVSS/g bsCOD$  می‌باشد. جمله اول معادله فوق، مقادیر توده بیولوژیک تولیدی ناشی از رشد باکتری‌های هتروتروف و جمله دوم بقایای سلولی را نشان می‌دهد. نتایج حاصله از محاسبات انجام شده در شکل (۶) نشان داده شده است. طبق این شکل مقدار میانگین ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده معادل ۰/۴۵ با انحراف از معیار ۰/۰۸ می‌باشد.

همان طور که مشاهده می‌شود، با گذشت زمان سن لجن بیشتر شده و مقادیر ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده کاهش یافته است. مقدار ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده در تصفیه خانه فاضلاب شهری پکن بین ۰/۶-۰/۷ به دست آمده است (Han-Gui و Qiao، ۲۰۱۰).

برای اطمینان از نتایج به دست آمده از پایلوت، مقادیر به دست آمده با مقادیر برخی مراجع معتبر و سایر تحقیقاتی که در نقاط مختلف دنیا و ایران برای تعیین ضرایب سنتیک تصفیه

32. Observed Yield Coefficient

33. Fraction Of Biomass that remains as cell debris



۱- مقادیر ضریب فروپاشی درونی، ضریب بازدهی رشد، حداکثر نرخ ویژه مصرف ماده غذایی و ثابت نیمه اشباع ماده غذایی به ترتیب معادل  $0.1264 \text{ d}^{-1}$ ،  $0.6579 \text{ gvss/gCOD}$ ،  $3.05/25 \text{ gCOD/m}^3$  و  $3.3467 \text{ gCOD/gvss.d}$  می‌باشد.

۲- مقدار میانگین ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده معادل  $0.45 \text{ gVSS/gbsCOD}$  می‌باشد.

۳- غلظت اکسیژن خواهی شیمیایی خروجی با زمان ماند مواد جامد نسبت عکس و با نرخ مصرف ویژه مواد غذایی نسبت مستقیم دارد. لذا می‌توان گفت که غلظت خروجی به پارامتر سنتیک  $k$  حساسیت بیشتری تا پارامترهای سنتیک  $Ks$  و  $kd$  دارد.

۴- پایلوت به طور متوسط دارای بازده حذف COD، ۸۹ درصد بود که در محدوده مناسب سیستم لجن فعال متعارف قرار دارد.

۵- با افزایش زمان ماند سلولی تا ۲۶ روز، غلظت COD خروجی کاهش می‌یابد و پس از آن شیب منحنی به صفر میل می‌کند و افزایش SRT تأثیر محسوسی بر غلظت COD خروجی نخواهد داشت.

ج) تغییر نسبت غذا به میکروارگانیسم که این خود می‌تواند ناشی از نسبت برگشت لجن و میزان اکسیژن خواهی بیوشیمیایی یا اکسیژن خواهی شیمیایی فاضلاب باشد.

د) متفاوت بودن سن لجن که این عامل خود تابعی از میزان برگشت لجن خواهد بود.

ه) تغییر دما و pH فاضلاب از موارد دیگری که باید هنگام بیان ضرایب سنتیک به آن توجه نمود این است که برای انجام آزمایشات از اکسیژن خواهی بیوشیمیایی استفاده شده است یا اکسیژن خواهی شیمیایی، که این خود یکی از موارد مهم در بیان ضرایب سنتیک و تفسیر نتایج آن می‌باشد.

#### ۴- نتیجه گیری

اهم نتایج به دست آمده از این تحقیق به قرار ذیل است:

جدول ۳- نتایج ضرایب سنتیک محاسبه شده

تحقیقات صورت گرفته	ثابت نیمه اشباع مواد غذایی $K_s \text{ (g/m}^3\text{)}$	ضریب فروپاشی درونی $k_d \text{ (d}^{-1}\text{)}$	حداکثر نرخ مصرف ویژه مواد غذایی $k \text{ (g/g.d)}$	ضریب بازدهی رشد $Y \text{ (g vss/g bsCOD)}$	ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده $Y_{obs} \text{ (g vss/g bsCOD)}$	نرخ رشد ویژه زیست توده $\mu_m \text{ (d}^{-1}\text{)}$
(Burton و Tchobanoglous، ۱۹۹۱)	۱۵-۷۰	۰/۰۲۵-۰/۰۷۵	۵-۱۲/۵	۰/۴-۰/۸	-	۲-۱۰
(Henze و همکاران، ۲۰۰۶) مدل ASM1	۲۰	۰/۲-۰/۶۲	۴/۴۷۸-۸/۹۵۵	۰/۶۷	-	۳-۶
(Henze و همکاران، ۲۰۰۶) مدل ASM2	-	۰/۲-۰/۴	۴/۷۶۲-۹/۵۲۴	۰/۶۳	-	۳-۶
(Shiraz WWTP, This study)	۳۰۵/۲۵	۰/۱۲۶۴	۳/۳۴۶۷	۰/۶۵۷۹	۰/۴۵	۲/۲۰۲
(Qiao و Han-Gui، ۲۰۱۰) (Beijing WWTP)	۷۹-۸۰	۰/۰۵-۰/۰۶	۴/۳۲۹	۰/۴۶۲	۰/۶-۰/۷	۲
(Mardani و همکاران، ۲۰۱۱) (Isfahan WWTP)	۱۳/۸-۵۰۸	۰/۰۱۷-۰/۰۳۹	۲/۵۳-۳/۱۷	۰/۴۸-۱/۲۵۱۲	-	۰/۲۳-۳/۱۷
(Gujer و Sollfrank، ۱۹۹۱)	۵	۰/۲۴	۲/۳۴۴	۰/۶۴	-	۱/۵
(Gujer و Kappeler، ۱۹۹۲)	۲/۵-۴/۰	-	-	-	-	۱-۸
(Bjerre، ۱۹۹۷)	۱	-	۱۲/۳۶۴	۰/۵۵	-	۶/۸
(Hvited-Jacobsen و همکاران، ۱۹۹۸)	۱	-	۵/۹۱	۰/۵۵	-	۳/۲۵
(Butler و Do-Ceu-Almeida، ۲۰۰۲)	-	-	۱۱/۰۵۳	۰/۵۷	-	۶/۳
(Sin و همکاران، ۲۰۰۸)	۰/۵	-	-	-	-	۲
(Doguel و Karahan، ۲۰۰۴)	۱۲	۰/۱	۲/۹۴۱	۰/۶۸	-	۲
(Yu و Ni، ۲۰۰۹)	۱۱/۳۸	۰/۳۴	۲/۸۹۷	۰/۵۸	-	۱/۶۸
(Trojanowicz، ۲۰۱۱)	۹/۴	۰/۱۸	۱۰/۵۱۷	۰/۵۸	-	۶/۱
(Najafpour و همکاران، ۲۰۰۷)	۸۵/۵	۰/۰۶	-	۰/۵۲	-	-
(MC-Carty و Lawrence، ۱۹۷۰)	۲۲	۰/۰۷	۵/۵۹۷	۰/۶۷	-	۳/۷۵
(Al-Malack، ۲۰۰۶)	۱۱-۱۸۱	۰/۰۲۵-۰/۴۸	۱۴/۸-۲۹/۸۴	۰/۵-۰/۶۲	-	۷/۴-۱۸/۵

ماده Glucose

۰/۸-۶/۳	-	۰/۴۲-۰/۵۳	۱/۹۰۵-۱۱/۸۸۷	۰/۰۵-۰/۱۹	۸۳-۶۴۶	(Al-Malack, ۲۰۰۶) ماده Synthetic
۵/۶-۸/۱	-	۰/۴۶-۰/۶	۱۲/۱۷۴-۱۳/۵	۰/۰۵-۰/۱۶	۲۵۰-۳۷۲۰	(Al-Malack, ۲۰۰۶) (MWW)
۳/۲-۳/۷۵	-	۰/۴-۰/۶۷	۵/۵۹۷-۸	۰/۰۷-۰/۰۹	۲۲-۶۰	(Al-Malack, ۲۰۰۶) ماده Synthetic
۱/۲۸-۶/۴۶	-	۰/۴۹-۰/۵۸	۲/۶۱۲-۱۱/۱۳۸	۰/۰۳۷-۰/۱۵۱	۲۸۹-۲۹۳۳	(Bolukbas و Pala, ۲۰۰۵)
۰/۲۸	-	۱/۷۸	۰/۱۵۷	۰/۱۲	۳۶/۶	(Joseph و Malina, ۱۹۹۹)
۱/۸۶	-	۰/۶۷	۲/۷۷۶	۰/۵	۶۵/۵	(Naghizadeh و همکاران, ۲۰۰۸)

and Anaerobic Conditions: Model Building and Experimental Verification", *Water Research*, 2009, 43(18), 4626-4642.

Han-Gui H, Qiao F, "An Adaptive Fuzzy Neural Network Based on Self Organizing Map (SOM), Self-Organizing Maps", George K Matsopoulos (Ed.), 2010.

Henze M, Gujer W, Mino T, Loosdrecht MV, "Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3", IWA Publishing, 121 pages, 2006.

Hvited-Jacobsen T, Vollertsen J, Nielsen PH, "A Process and Model Concept for Microbial Wastewater Transformation on Gravity Sewers", *Water Science Technology*, 1998, 25(6), 125.

Joseph F, Malina Jr, "High-Rate Biological Treatment of Wastewater at the Pantex Facility", Alternative to the existing Aerate Lagoon-pond, 1999.

Kappeler J, Gujer W, "Estimation of Kinetic Parameters of Heterotrophic Biomass under Aerobic Conditions and Characterization of Wastewater for Activated Sludge Modeling", *Water Science Technology*, 1992, 25(6), 125.

Karahan O, Doguel S, "Biological Treatability of Raw and Ozonated Penicillin Formulation Effluent", *Journal of Hazard Matter*, 2004, 116(1-2), 159-166.

Lawrence AW, MC Carty PL, "Unified Basis for Biological Treatment Design and Operation", *Journal of Sed. Proc., ASCE*, 1970, 96(SA3): 757.

Li Z, Lerapetritou M, "Process Scheduling under Uncertainty: Review and challenges", *Computers and Chemical Engineering*, 2008, 32(4-5), 715-727.

Mardani Sh, Mirbagheri A, Amin MM, Ghasemian M, "Determination of Bio-Kinetic Coefficients for Activated Sludge Processes on Municipal Wastewater", *Iran journal of Environmental Health Science Engineering*, 8, 2011, No.1, 25-34.

Metcalf and Eddy, Inc. "Wastewater Engineering: Treatment and Reuse", McGraw Hill, N.Y., 2nd edition, 1979.

Metcalf and Eddy, Inc. "Wastewater Engineering: Treatment and Reuse", fifth edition, McGraw Hill higher Education, 2003.

Naghizadeh A, Mahdavi AH, Mesdaghinia AR, Sarkhosh M, "Bio-Kinetic Parameters in Municipal Wastewater Treatment with Submerged Membrane Reactor (SMBR)", *Proceeding of 12<sup>th</sup> National Congress of Environmental Health*, Tehran, Iran (In Persian), 2008.

Najafpor Gh, Sadeghpour M, Lorestani-Zinatizadeh A, "Determination of Kinetic Parameters in Activated Sludge Process for Domestic Wastewater

## ۵- مراجع

پیرصاحب م، حسنی اح، زینتی زاده ع، مشیرپناهی م، خاموطیان ر، "مدل سازی فرآیند واحدهای بیولوژیکی فاضلاب های بیمارستانی به روش لجن فعال (مطالعه موردی بیمارستان قدس سنندج)"، شانزدهمین همایش ملی بهداشت محیط ایران، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی تبریز- ایران، ۱۳۹۲.

تکدستان ا، کردستانی ب، نیسی ع، جلیل زاده ینگجه ر، "تعیین ضرائب بیوسنتیکی فرآیند بیولوژیکی واحد لجن فعال با هوادهی گسترده در شرایط آب و هوایی گرم در تصفیه خانه بیمارستانی"، آب و فاضلاب، مرداد ۱۳۹۵، مقالات آماده انتشار.

عظیمی ن، طاهریون م، "عملکرد فرآیند لجن فعال تلفیقی با بستر ثابت در تصفیه فاضلاب صنایع غذایی (مطالعه موردی: تصفیه خانه شهرک صنعتی آمل)"، آب و فاضلاب، ۱۳۹۲، ۲۴، ۳، (۸۷)، ۸۰-۸۷.

Al-Malack MH, "Determination of Bio-Kinetic Coefficient of an Immersed Membrane Bioreactor", *Journal of Membrane Science*, 2006, 47-58

Benfield LD, Randal CW, "Biological Process Design for Wastewater Treatment", Prentice-Hall Inc, Englewood cliffs, NJ, 1980.

Bjerre HL, "Transformation of Wastewater in an Open Sewer: the Emsher River", Germany, PhD Dissertation, Aalborg University, Aalborg Denmark, 1997.

Clesceri LS, Rice EW, Greenberg AE, Franson MAH, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", American Public Health Association (APHA) American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), 21<sup>st</sup> edition, Washington DC, USA, 2005.

Do Ceu Almeida M, Butler D, "In-Sewer Wastewater Characterization and Model Parameter Determination Using Repository", *Water Environment Research*, 2002, 74(3), 295.

Garcia MD, Grau P, Huete H, Gomez J, Garcia-Heras L, Ayesa E, "New Generic Mathematical Model for WWTP Sludge Digesters Operating under Aerobic

- Treatment Plant", Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly/CICEQ, 2007, Volume 13, 211-215.
- Ni BJ, Yu HQ, "A Novel Approach to Evaluate the Production Kinetics of Extracellular Polymeric Substances (EPS) by Activated Sludge Using Weighted Nonlinear Least-Squares Analysis", Journal of Environmental Science and Technology, 2009, 43, 3743-3750.
- Pala A, Bolukbas O, "Evaluation of Kinetic Parameters for Biological CNP Removal from a Municipal Wastewater through Batch Tests", Process Biochemistry, 2005, 629-635.
- Sin G, De-Pauw DJW, Weijers S, Vanrolleghem PA, "An Efficient Approach to Automate the Manual Trial and Error Calibration of Activated Sludge Models", Journal of Biotechnology and Bioengineering, 2008, 100, 516-528.
- Solfrank U, Gujer W, "Characterization of Domestic Wastewater for Mathematical Modeling of Activated Sludge Process, Water Sci. Technol., 1991, 25(6), 141.
- Taheri E, Khiadani (Hajian) MH, Amin MM, Nikaeen M, Hassanzadeh A, "Treatment of Saline Wastewater by a Sequencing Batch Reactor with Emphasis on Aerobic Granule Formation", Bioresource Technology, 2012, Volume 111, 21-26.
- Talaie-Khozani AR, Jafarzadeh-Haghighifard N, Talaie-Khozani MR, Beheshti M, "The Determination of Bio-kinetic Coefficients of Crude Oil Biodegradation Using Pseudomonas Aeruginosa Bacteria", Iranian Journal of Health and Environment (In Persian), 2010, 3(2), 111-122.
- Tellez GT, Nirmalakhandan N, Gardea-Torresdey JL, "Kinetic Evaluation of a Field-Scale Activated Sludge System for Removing Petroleum Hydrocarbons from Oilfield-Produced Water", Environmental Progress & Sustainable Energy, 2005, Volume 24, Issue 1, 96-104.
- Tchobanoglous G, Burton FL, "Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse", Third Edition, New York, McGraw-Hill series in Water Resources and Environmental Engineering, 1991, 1334 pages.
- Trojanowicz K, "Calibration and Verification of Models of Organic Carbon Removal Kinetics in Aerated Submerged Fixed-Bed Bio-Film Reactors (ASFBBR): a Case Study of Wastewater from an Oil-Refinery", Journal of Water Science and Technology, 2011, 63(10): 2446-56.